

TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
LOODUSRESSURSSIDE ÕPPETOOL

Timo Torp

Väikeveekogude taastamise mõju ohustatud kiililiikidele

Magistritöö

Juhendaja: Riinu Rannap

TARTU 2014

Sisukord

Sissejuhatus	3
2. Materjal ja metoodika.....	7
2.1 Uuritavad liigid.....	7
2.1.1 Hännak-rabakiil (<i>Leucorrhinia caudalis</i>)	7
2.1.2 Suur-rabakiil (<i>Leucorrhinia pectoralis</i>).....	8
2.1.3 Valgelaup-rabakiil (<i>Leucorrhinia albifrons</i>)	9
2.1.4 Väike-rabakiil (<i>Leucorrhinia dubia</i>).....	10
2.1.5 Punakas-rabakiil (<i>Leucorrhinia rubicunda</i>)	11
2.2 Välitööde ala ja metoodika	12
2.3 Andemete kogumine.....	14
2.4 Andmeanalüüs	16
3. Tulemused	17
4. Arutelu.....	23
Kokkuvõte	27
Summary	28
Tänuavaldus	30
Kasutatud kirjadus.....	31

Sissejuhatus

Tiheda inimasustuse ja intensiivse arenguga tööstusmaades on paljude liikide elupaigad degradeerunud või hävinud, seda eelkõige muutunud maakasutuse, linnade ja asulate laienemise ning transpordivõrgu tihenemise tõttu (Wildermuth 2012). Mageveelised ökosüsteemid on ühed ohustatuimad ökosüsteemid maailmas (Dudgeon *et al* 2006), kusjuures eriti ohustatud on toitainetevaesed ning varajasel suktsessioonitasemel olevad veekogud (Harabis *et al* 2013).

Mageveeliste veekogude hulgas pööratakse üha rohkem tähelepanu väikeveekogudele (Boix *et al* 2012), mis oma väiksuse tõttu on ajaloo jooksul tekkinud ja kadunud nii looduslike protsesside tulemusena kui ka inimtegevuse tagajärjel. Just viimast peetakse väikeveekogude kadumise ja elustiku hävimise peamiseks põhjuseks. Kuigi on teada, et väikeveekogudel on täita nii ökoloogiline, sotsiaalne kui ka ökonoomiline funktsioon, on neid aegade jooksul pinnasega täidetud ja kuivendatud, saastatud, prahipaikadena kasutatud ning eksootiliste liikidega asustatud (Brönmark & Hansson 2002).

Käesolevaks ajaks on paljud väikeveekogud Euroopas hävinud. Enamasti on hävimise ulatus olnud kuni 50%, kuid kohati ulatub see isegi 90% (Hull 1997), mistõttu on paljud väikeveekogudega seotud liigid nüüdseks ohustatud (Biggs *et al* 2005). Näiteks mitmete varasemalt laialt levinud ja arvukate kiililiikide asurkonnad on viimastel kümnenditel inimtegevuse tõttu kahanenud ning levila ahenenud (Keller *et al* 2010). Maastiku muutumise tulemusena on mitmete liikide, eelkõige elupaigaspetsialistide, arvukused lokaalselt vähenenud või on asurkonnad päris välja surnud (Wildermuth 2012; Harabis *et al* 2013).

Oma väiksuse tõttu on väikeveekogude elustik väga kergesti häiritav (Biggs *et al* 2005) ning see on ka üheks põhjuseks, miks väikeveekogud, koos teiste mageveeliste ökosüsteemidega, on ühed kiiremini kaduvad ökosüsteemid maailmas (Balmford *et al* 2002). Suur hulk väikeveekogusid on viimaste dekaadide jooksul hävinud reostuse, kuivendustegevuse, süvendamise ja veetasemete reguleerimise tõttu. See ohustab ja põhjustab väljasuremisi

veeliste ja pool-veeliste liikide seas, kelle hulka kuuluvad ka kiilid (Korkeamäki & Suhonen 2002; Hofmann & Mason 2005).

Kiilid elavad väga erinevates elupaikades. Neid on lihtne märgata ja määrata, kuid nad on tundlikud antropogeensetele muutustele. Bioloogilise mitmekesisuse säilitamise võtmes on tegemist katusliikidega, kes esindavad spetsiifilisi märgalade kooslusi (Schindler *et al* 2003).

Kiilid veedavad suure osa oma elutsüklist vees, settekihis või selle peal enne kui nad saavad lendavaks valmikuks (Roush & Amon 2003; Remm 1963). Seega on nende jaoks tähtis nii veekogu enda omadused kui ka selle ümber olev elupaik koos seal kasvavate taimeliikidega. Muutused vee ja kalda taimestikus mõjutavad nii kiilivastseid kui ka valmikuid (Hofmann & Mason 2005). Samas suudavad mõned liigid siiski muutunud antropogeenses keskkonnas toime tulla, koloniseerides sageli sekundaarseid biotoope, mis on sarnased nende primaarsetele ökoloogilistele elupaikadele (Wildermuth 2012). Kirjanduse põhjal on teada, et kiilid (sõltuvalt liigi lennuvõimekusest) võivad levida 700-4000 m kaugusele algsest veekogust (Chin & Taylor 2009), kuid leidub ka näiteid, kes võivad levida ka kümne kilomeetri kaugusele (Keller *et al* 2010).

Lisaks otsesele inim mõjule on kiilid mõjutatud ka kliimast ja selle muutumisest. Kliima muutumine mõjutab paljusid ökosüsteeme Maal. Kui selle tulemusena ei sure liigid otseselt välja, siis sunnib see neid migreerima. Ellujäänud liigid peavad uute tingimustega, näiteks muutunud koosluse struktuuriga, kohanema. Tavaliselt on raske eristada kliimamuutuse mõju teistest teguritest (Flenner & Sahlen 2008). Uutele aladele levimine sõltub liigist (tema lennuvõimest) ja konkreetset populatsiooni ümbritsevast keskkonnast, sest sageli on erinevatel kiililiikidel erinevad elupaiganõudlused (Hofmann & Mason 2005). Näiteks Rootsis, kus raietegevus on suurim häiringute tekitaja metsaaladel, on uuringutest selgunud, et kiilid reageerivad kiiresti keskkonna muutustele. Tugevaid seoseid oli näha juba 10 aasta jooksul – endised haruldased liigid muutusid sagedasteks ning laialtlevinud liigid muutusid veekogude valikul valivamaks. Lokaalselt jäi liikide arv samaks, kuid regionaalsel tasandil mitmekesisus vähenes (Flenner & Sahlen 2008). Ühelt poolt lokaalsed väljasuremised ja teisalt sobivate elupaikade puudumine uute kolooniate rajamiseks võib viia liigi levila

vähennemiseni. Samas ei pruugi lokaalne väljasuremine viia alati liigi täieliku väljasuremiseni (Korkeamäki & Suhonen 2002).

Kiilid on uurimiseks hea ja oluline liigirühm, kuna nende valmikud on silmapaistavad, vastsed aga asustavad väga erinevaid veekogusid – ajutistest lompidest järvede ja jõgedeni (Johannson & Suhling 2003). Samuti on kiilid katusliigiks teistele veelistele ja pool-veelistele liikidele (Schindler *et al* 2003) ning neid on sageli esitletud kui veekogude vee-maismaa ökotoni kvaliteedi, veekogu heterogeensuse (kalda morfoloogia, veekogu taimestik) ja veekogu hüdrodünaamika indikaatoreid (Kadoya *et al* 2008; Suh & Samways 2005). Paraku on enamik liikide elupaiganõudlust käsitlevatest uuringutest kirjeldavat laadi ning analüüsid erinevate elupaigafaktorite koosmõjude kohta on haruldased (Schindler *et al* 2003).

Kiilide elutsükkel on kolm etappi: muna, vastne ja valmik (Johannson & Suhling 2003), millest esimesed kaks läbitakse vee keskkonnas. Seega on neile olulised nii veekogu parameetrid, kui ka veekogu ümbritsev elupaik (Hofmann & Mason 2005). Kiilid võib jagada lennuvõime järgi kaheks rühmaks: aktiivseteks lendajateks ja passiivseteks lendajateks e. taimestikul istujateks. Aktiivselt lennates püüavad saaki näiteks tondihobud, rabakiilid on aga oluliselt halvemad lendajad, tehes taimestikul sageli peatusi (Martin 2013; Kadoya *et al* 2004). Kiilivastsete areng on enim mõjutatud vee temperatuurist ja päeva pikkusest (Flenner & Sahlen 2008). Seda kui elujõuline ja jätkusuutlik antud populatsioon on, saab uurida määrares vastseid või nende kestus, jälgides paaritumislende või munemiskäitumist (Schindler *et al* 2003). Ainult lendavate isendite põhjal ei saa teha järeldusi paljunemisest antud veekogus (Korkeamäki ja Suhonen 2002), eriti veel väga varieeruvate tingimustega (nt ajutistes) või tugeva inimõjuga veekogudes (Hardersen 2008).

Kiilid elavad väga erinevates elupaikades (Schindler *et al* 2003) ning nende elutsükli erinevate etappide läbimisel on olulised veekogus ja selle ümber kasvavad makrofüüdid. Paraku toimuvad kas inimõjust tingitud või looduslikud muutused taimede liigilises koosluses ja pindalalises ulatuses, mis mõjutab omakorda kiilikooslusi (Hofmann & Mason 2005). Selleks, et muutuv keskkonnas ellu jääda, peavad mitmed autorid kiilide puhul väga tähtsaks läte-mülgas dünaamilist kohastumist, mistõttu asustavad kiilid ka sageli veekogusid, mis aja jooksul kaovad (tiigid, rabastuvad järved jne.) (Harabis *et al* 2012).

Rabakiilid (lad. *Leucorhina*) kuuluvad nende kiilide hulka, kes paljunevad juba kevadel. Vastsena veedavad nad veekogus keskmiselt kaks aastat (Nilsson 1997). Rabakiilide perekonda kuulub 14-15 liiki (Hövmöller & Johansson 2004), kellest Euroopas on esindatud viis liiki (suur-rabakiil *Leucorhina pectoralis*, valgelaup-rabakiil *L. albifrons*, hännak-rabakiil *L. caudalis*, väike-rabakiil *L. dubia*, punakas-rabakiil *L. rubicunda*), kes kõik on levinud ka Eestis. Euroopa viiest rabakiililiigist kolm (suur-rabakiil, hännak-rabakiil ja valgelaup-rabakiil) kuuluvad Euroopa Ühenduse loodusdirektiivi IV lisa liikide hulka (Sahlen *et al* 2004) ning on Eestis kantud kaitsealuste liikide nimekirja (III kaitsekategooria). Nende liikide arvukuse vähenemise peamiseks põhjuseks on elupaikade (eelkõige märgalade) hävimine ja nende kvaliteedi langus (eutrofeerumine; Keller *et al* 2010).

Viimastel aastakümnetel on aset leidnud kiilidele sobivate biotoopide laialdane kadumine linnastumise, metsanduse ja põllumajanduse intensiivistumise tõttu. Koos sobivate elupaikadega kaovad ka kiilid, kuid õnneks reageerivad nad veekogu seisundi parenemisele kiiresti (Brooks 1998). Veekogude taastamine liikide säilitamiseks muutub üha aktuaalsemaks (Kadoya *et al* 2008), kuid spetsiaalselt kiilide jaoks taastatud või rajatud veekogusid on maailmas vähe. Kirjandusest võib leida näiteid USA-st (Ohio), Inglismaalt (Roush & Amon 2003), Tšehhist (Harabis & Donly 2012), Šveitsist (Keller *et al* 2010) ning Jaapanist (Kadoya *et al* 2008). On ka mõned uuringuid, kus veekogude taastamise edukust on hinnatud kiilide järgi (Amico *et al* 2004). Kuigi üldjuhul reageerivad kiilid rajatud/taastatud veekogudele positiivselt (erandiks on väikese levimisvõimega liigid), pole siiski uuritud teiste pool-veeliste liikide jaoks taastatud või rajatud veekogude asustamist ohustatud kiililiikide (nt rabakiilide) poolt. Kuigi Euroopas on selge vajadus kiilidele sobivate sigimisveekogude järele, pole täpselt teada, milliste omadustega veekogusid ohustatud liigid sigimiseks kasutavad. Seega, enne elupaikade taastamist on vaja tunda liikide elupaiganõudlusi (Rannap *et al* 2009; Kadoya *et al* 2008), vastasel juhul ei pruugi elupaikade taastamine/rajamine õnnestuda (Semlitsch 2002). Samas pole teada, kas ühele liigirühmale (nt kahepaiksetele) rajatud elupaigad (väikeveekogud) võiksid olla sobivaks sigimispaiaks ka teistele liigirühmadele (nt kiilidele).

2004. aastast alates on kahepaiksete sigimistingimuste parandamiseks taastatud või rajatud Lõuna-Eestis üle 400 väikeveekogu (Rannap *et al* 2009). Kuigi on teada, et rajatud/taastatud

veekogud on kvaliteetseks elupaigaks kahepaiksetele, pole uuritud nende veekogude kasutamist elu- ja sigimispaijana teiste veeliste või pool-veeliste liikide poolt. Magistritöö eesmärgiks oli välja selgitada, kas kahepaiksete sigimistingimuste parandamiseks rajatud veekogusid asustavad ka ohustatud kiilid. Ohustatud kiililiikidest valiti välja rabakiilid, kes sigivad seisuveekogudes ning keda Euroopas leidub enamasti vaid isoleeritud populatsioonidena mistõttu on elupaikade taastamine ja uute elupaikade rajamine selle liigirühma jaoks väga aktuaalne. Magistritöös selgitatakse välja ka rabakiilide poolt sigimispaiadena kasutatud väikeveekogude omadused, kuna andmed ohustatud rabakiilide elupaiganõudluse kohta on üsna puudulikud. Lisaks võimaldab see informatsioon väikeveekogude taastamisel ja rajamisel arvestada edaspidi ka rabakiilide elupaiganõudlusega.

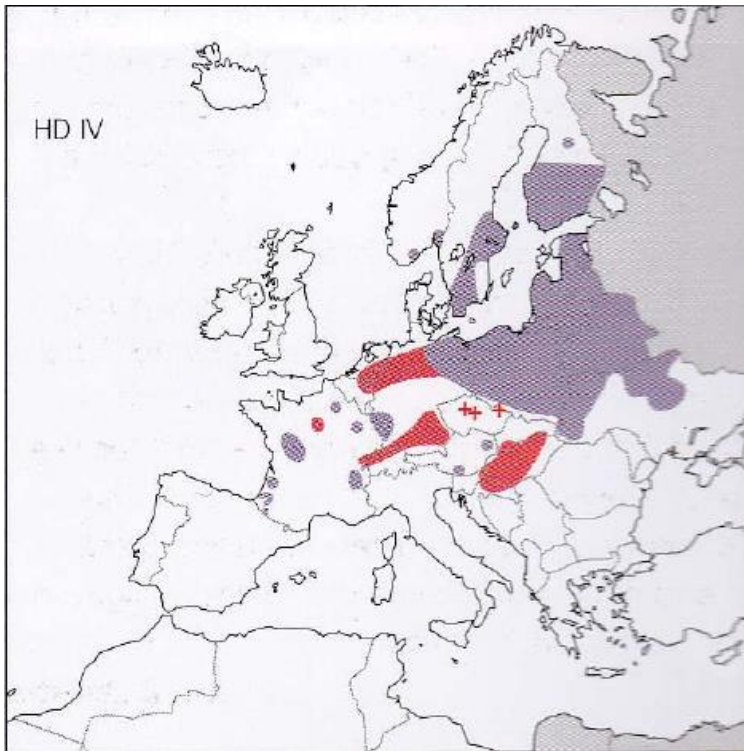
2. Materjal ja metoodika

2.1. Uuritavad liigid

2.1.1. Hännak-rabakiil (*Leucorhinia caudalis*)

Hännak-rabakiil on levinud Prantsusmaast Lõuna Skandinaaviani ja Lääne Siberini (joonis 1). Kõige arvukamalt leidub liiki Ida-Saksamaal, Lõuna-Soomes ja Poolas. Kogu levila ulatuses esineb hännak-rabakiil ruumiliselt isoleeritud populatsioonidena. Eestis võib liiki kohata kõige sagedamini Kagu-Eestis, kuid hajusalt ka mujal. Hännak-rabakiilid asustavad sageli selgeveelisi väikeseid päikesepaistel asuvaid neutraalse pH-ga veekogusid, kus leidub piisavalt taimestikku. Valmiku kehapikkus varieerub 33-37 mm (Dijkstra & Lewington 2006; Martin 2013; Rychła *et al* 2011), vastsed on 17-21 mm pikkused (Nielsen 1998). Valmikud kooruvad mai alguses. Lendavate isendite arvukuse maksimum saavutatakse mai keskpaigast juuni keskpaigani, kuid valmikuid võib kohata juunist septembrini (Martin 2013). Isased veedavad enamiku oma elust veekogude ümbruses. Emased aga tulevad veekogude juurde vaid paarituma ja munema. Vastsed kooruvad 2-6 nädalat pärast munemist ning nende areng veekogus kestab vähemalt 1-2 aastat, kuni koorumiseni. Vastsed talvituvad veealuse

taimestiku vahel. Hännak-rabakiil ei ole hea lendaja, kuid 5-10 km pikkusi lende on siiski täheldatud (Keller *et al* 2010).

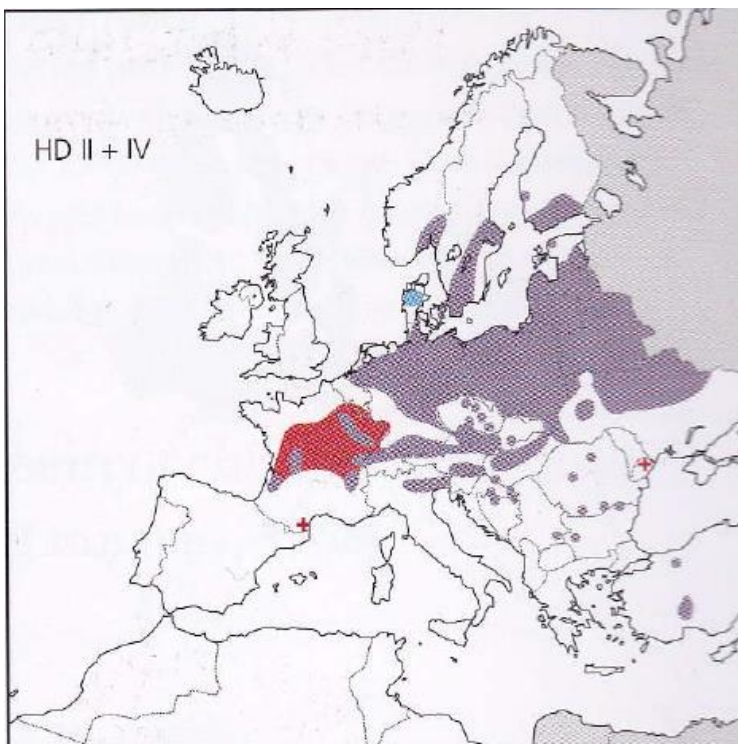


Joonis 1. Hännak-rabakiili levila. Lillaga on tähistatud liigi põhilevila. Punasega piirkonnad, kus liik on haruldane, populatsioonid paiknevad hajusalt ning on praktiliselt välja surnud. Punane rist tähistab isoleeritud, välja surnud populatsioone (Dijkstra & Lewington 2006).

2.1.2. Suur-rabakiil (*Leucorrhinia pectoralis*)

Suur-rabakiil on Euroopas elavatest rabakiilidest suurim (valmiku kehapikkus 32-39 mm) ja kõige termofiilsem. Liigi levila on 1990. aastatega võrreldes liikunud 200 km põhja poole, mis tõenäoliselt viitab keskkonna soojenemisele (Flenner & Sahlen 2008). Suur-rabakiil on levinud Kesk-Euroopas, Soomes, Rootsis ja Lõuna-Norras (joonis 2). Lõuna-Euroopas esineb ta väga lokaalselt (Martin 2013). Eestis on suur-rabakiil arvukas Kagu-Eestis, kuid liik on levinud ka mujal Eestis, sh Saaremaal (Martin 2013). Sarnaselt hännak-rabakiilile on ka suur-rabakiili populatsioonid väikesed ja isoleeritud. Liik eelistab sigimiseks suuremaid veekogusid nagu näiteks järved, kus leidub ulatuslik madalaveeline taimestunud kaldaala.

Inimtekkelisi tiike liik üldiselt väldib. Munemiseks eelistab suur-rabakiil laugete kallastega päikesepaistelisi, kergelt happelise vee ja madala elektrijuhtivusega veekogusid, kus leidub rohkelt veealust taimestikku (Rannap *et al* 2011). Olenevalt tingimustest võib suur-rabakiil ühe aasta jooksul korduvalt muneda. Munadest arenevad valmikud 2-3 aastaga (Iversen suul.) ning vastsed on 18-23 mm pikkused (Nielsen 1998). Suur-rabakiili lennuaeg on mai teisest poolest juulini. Lennu kõrgaeg on aga juunis ja juuli alguses.

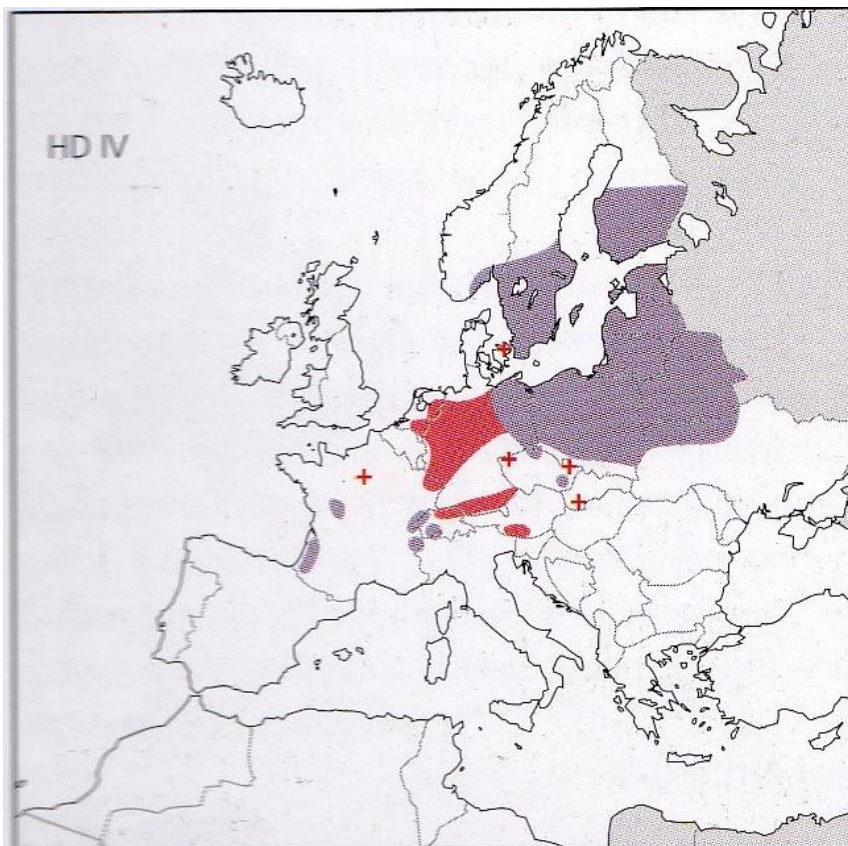


Joonis 2. Suur-rabakiili levila. Lillaga on tähistatud liigi põhilevila. Punasega piirkonnad, kus liik on haruldane, populatsioonid paiknevad hajusalt ning on praktiliselt välja surnud. Punane rist tähistab isoleeritud, välja surnud populatsiooni. Sinine on ala, kus liik on haruldane, paikneb hajusalt kuid puuduvad tõendid liigi arvukuse vähenemisest. (Dijkstra & Lewington 2006).

2.1.3. Valgelaup-rabakiil (*Leucorrhinia albifrons*)

Valgelaup-rabakiil on levinud Põhja- ja Ida-Euroopa keskosas, Saksamaal ja Poolas, idapool ulatub levila Uraali mägedeni (joonis 3). Kesk-Euroopas esineb liik väga lokaalselt.

Valgelaup-rabakiil on levinud üle Eesti, asustades erinevaid veekogusid happelistest rabalaugastest kuni veega täitunud kruusakarjäärideni. Vastsed on 17-20 mm pikkused (Nielsen 1998) ning valmiku kehapikkus on 33-39 mm. Peamine lennuaeg Eestis on juunis ja juuli alguses, kuid täiskavanud isendeid võib kohata ka juunist augusti alguseni.

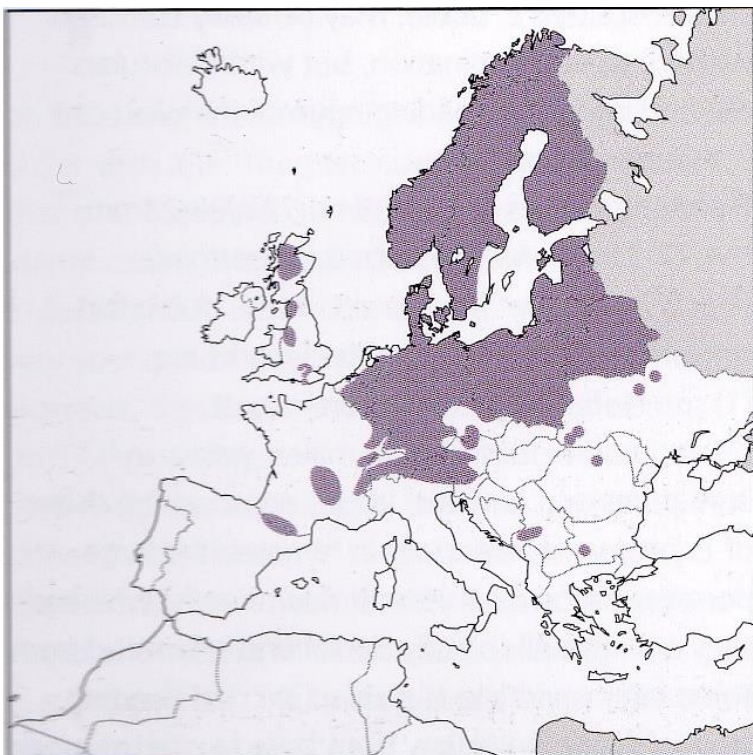


Joonis 3. Valgelaup-rabakiili levila. Lillaga on tähistatud liigi põhilevila. Punasega piirkonnad, kus liik on haruldane, populatsioonid paiknevad hajusalt ning on praktiliselt välja surnud. Punane rist tähistab isoleeritud ja välja surnud populatsioone (Dijkstra & Lewington 2006).

2.1.4. Väike-rabakiil (*Leucorrhinia dubia*)

Väike-rabakiil on levinud Põja- ja Ida-Euroopas, Inglismaal ja Kesk-Euroopa mägedes väga lokaalselt (joonis 4). Idapoolne levila ulatub Vaikse ookeanini. Eestis on liik laialt levinud. Tegemist on külmalembese liigiga, kes muneb happelise veega rabalaugastes ja väikestes

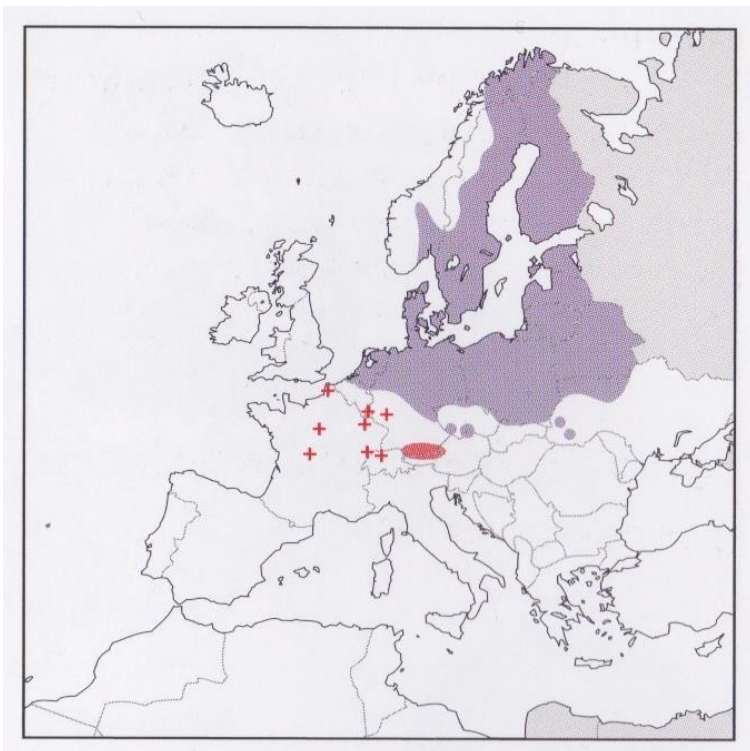
rabastuvates järvedes ujuvatel või veealustel turbasammaldel (Brooks 1998). Täiskasvanud isendid on 31-36 mm ning vastsed 18-22 mm pikkused (Nielsen 1998). Eestis lendavad valmikud mai keskpaigast juulini, kuid kõrgaeg on juunis.



Joonis 4. Väike-rabakiili levila. Lillaga on tähistatud liigi põhilevila (Dijkstra ja Lewington 2006).

2.1.5. Punakas-rabakiil (*Leucorrhinia rubicunda*)

Punakas-rabakiil asustab Põhja-Euroopat ning on Eestis laialt levinud (joonis 5). Kesk-Euroopas on liik lokaalne, kuid kohati arvukas. Punaka-rabakiili valmik on 31-38 mm pikkune (Dijkstra & Lewington 2006) ning vastne 19-23 mm pikkune (Nielsen 1998). Sarnaselt väike-rabakiilile on tegemist külmalembese liigiga ning temagi muneb sageli happelistes rabalaugastes ja rabastuvates järvedes, kuid võib sigida ka rohketoitelisemates ja taimestikurikkamates veekogudes koos suur-rabakiiliga. Lennuaeg Eestis on mai algusest juulini, kuid kõrgaeg on juunis ja juuli alguses (Martin 2013).

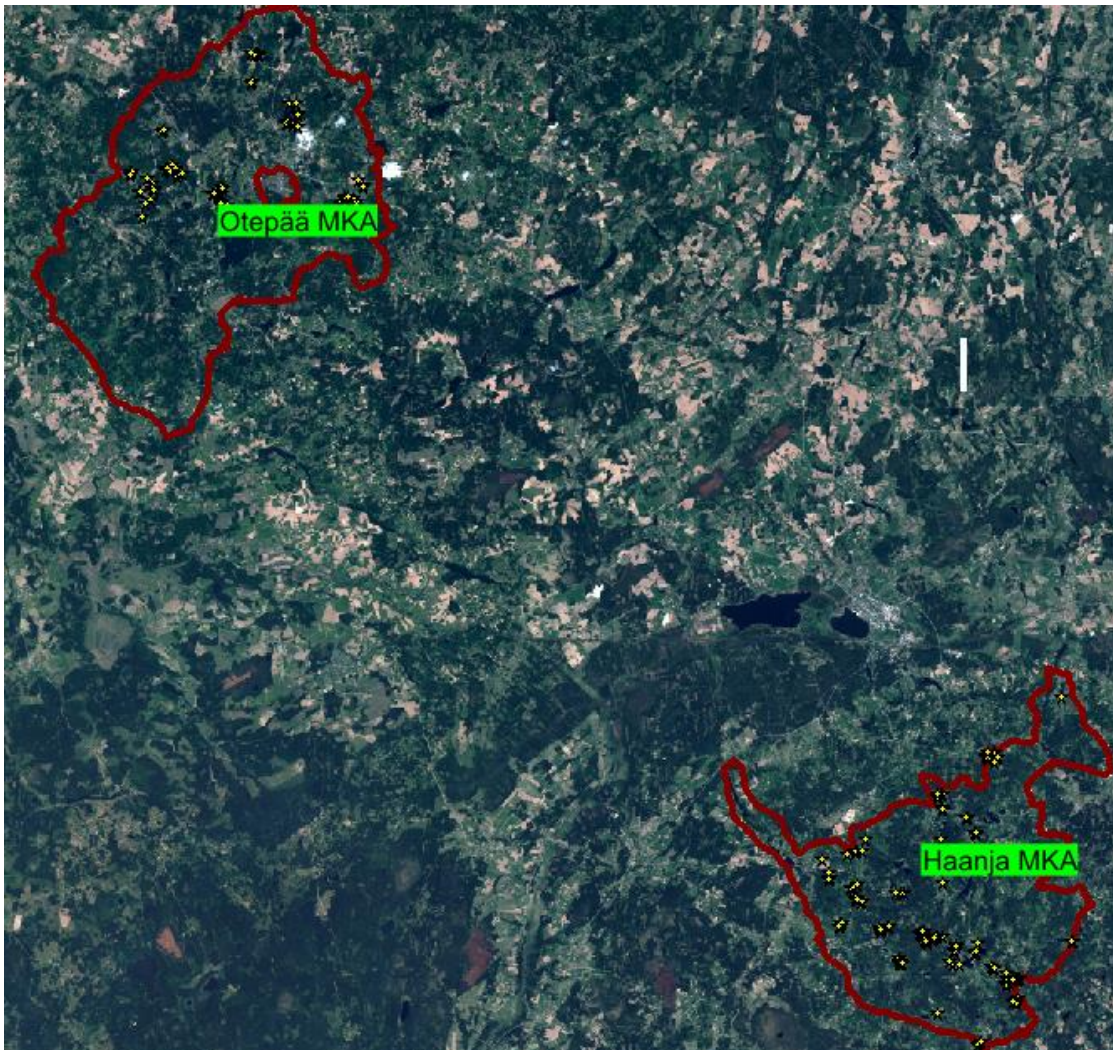


Joonis 5. Punaka-rabakiili levila. Lillaga on tähistatud liigi põhilevila. Punasega piirkonnad, kus liik on haruldane, populatsioonid paiknevad hajusalt ning on praktiliselt välja surnud. Punane rist tähistab isoleeritud ja välja surnud populatsioone (Dijkstra & Lewington 2006).

2.2. Välitööde ala ja metoodika

Välitööd, mille eesmärgiks oli uurida rajatud või taastatud väikeveekogude kasutamist rabakiilide poolt sigimispaiakadena, toimusid 2012.-2013 aasta juunis ja juulis Lõuna-Eestis paiknevatel Haanja ja Otepää maastikukaitsealadel (MKA) (joonis 6). Otepää MKA hõlmab 224,3 km² suuruse ala, millest 57 % on kaetud metsaga, 22 % põllumaaga, 10 % rohumaadega ning umbes 4 % veekogudega (Evestus 2010). Haanja MKA pindala on 169,03 km², millest 61 % on kaetud metsaga, 16 % põllumaaga, 10 % rohumaaga ning üle 7 % märgalade ja veekogudega (Tanilsoo *et al* 2011). 2004. aastast alates on neil kaitsealadel taastatud ja rajatud 225 väikeveekogu (Haanjas 141 ja Otepääl 84), eesmärgiga parandada kahepaiksete sigimistingimusi. Taastatud ja rajatud väikeveekogud paiknevad enamasti maastikul klastritena (ühes klastris 3- 5 veekogu). Kokku on rajatud 19 klastrit Otepää MKA-l

ja 30 klastrit Haanja MKA-l. Lisaks veekogud, mis paiknevad maastikul teistest eemal ning toimivad klastritevaheliste ühenduskoridoridena. Selleks, et uurida taastatud ja rajatud väikeveekogude kasutamist rabakiilide sigimispaikadena, valisin lisaks klastritevahelistele üksikutele veekogudele igast klastrist juhuslikult ühe veekogu. 2012. aastal inventeerisin Otepää MKA-l 49 veekogu ja 2013. aastal Haanja MKA-l 43 veekogu.



Joonis 6. Uurimisalad. Kollaste tähtedega on märgitud taastatud või rajatud veekogud.

2.3. Andemete kogumine

Kiilivastsete leidumise kindlakstegemiseks veekogus kasutasin kahvameetodit. Proovide kogumiseks tegin igas veekogus 10 kahvatõmmet nii, et veekogu eri piirkonnad ja tõenäolisemad rabakiili vastsete mikroelupaigad oleksid kaetud. Püütud isendid fikseerisin 70% piirituses ning võtsin määramiseks laborisse kaasa. Igale proovile lisasin kuupäeva ja veekogu numbri. Liike määrasin nii Eesti kui teiste Euroopa riikide määrajaid kasutades. Selleks, et välja selgitada, millised väikeveekogu tunnused on rabakiilidele sigimiseks olulised, kirjeldasin iga veekogu ja selle ümbrust 50 m raadiuses. Puhverala laiuse määramiseks ning veekogu kauguse mõõtmiseks lähima metsa või järveni kasutasin Mapinfo tarkvara ja Eesti Põhikaarti. Puhveralaks nimetasin kultiveerimata ala põllu või metsani. Veekogu pH väärtusi otseselt ei mõõdetud, kuna need kõiguvad päeva jooksul olulisel määral, samas võib veekogu happesust hinnata kaudselt nii vee põhjasubstraadi kui värvuse järgi (Brönmark & Hansson 2002). Kokku mõõtsin ja hindasin 29 tunnust, sealhulgas 16 veekogu ning 13 maismaa parameetrit (tabel 1). Lisaks tabelis 1 toodud pidevatele tunnustele olid mõõdetud kategoorilisteks tunnusteks: veekogu põhjasetted (muda, savi, liiv, turvas), vee värvus/läbipaistvus (selge, mudane, pruun), niitmine/karjatamine veekogu ümber (50 m), maakate veekogu ümber (50 m) (okasmets, lehtmets, soo, viljapõld, peenramaa/põld, karjäär, heinamaa/luht), veetaimestik (>1 m, <1 m, ujuv ja veealune taimestik) ning kala olemasolu. Otepää veekogude kohta olid andmed kogutud 2011. aastal.

Tabel 1. Otepää ja Haanja MKA-l uuritud veekogude ja nende ümbruse tunnused (toodud on iga pideva tunnuse keskmine ning miinimum ja maksimum väärtus).

Tunnus	Otepää MKA			Haanja MKA		
	\bar{x}	Min*	Maks**	\bar{x}	Min	Maks
Kaugus lähima järveni (km)	1,42	0,18	2,6	0,62	0,1	1,45
Madalaveeline ala(m2)	1,35	0	6,25	1,32	0	3,25
Veekogu suurus (m2)	254,94	0	1200	140,29	0	625
Maks sügavus (m)	1,1	0,4	1,7	1,34	0,5	1,6
Puhverala(m2)	162,82	6,5	300	32,58	0	50
Kalda kalle	22,34	5	50	10,14	5	50
Veekogule langev vari	2,83	0	50	14,52	0	100
Kaugus lähima metsani (m)	89,98	10	389	81,11	0	300
Taimestik >1m (%)	8,31	0	75	11,58	0	75
Taimestik <1m (%)	4,56	0	25	5,76	0	10
Ujuv taimestik (%)	24,94	0	100	36,82	0	100
Veealune taimestik (%)	39,47	0	100	23,15	0	100
Veekogu vanus (a)	6,35	4	8	6,39	1	8

*Min-miinimum, ** Maks- maksimum, \bar{x} - keskmine.

2.4. Andmeanalüüs

Veekogude kaardistamiseks kasutasin programmi Mapinfo 10.0 ning saadud tulemusi analüüsisin programmiga Statistica 7. Kuna uuritud veekogudes leidis rabakiilide liike erineval hulgal – kõige rohkem esines suur-rabakiili (19,6 % veekogudest) ning teisi rabakiile (väike-, punakas-, valgelaup- ja hännak rabakiilide) leidis oluliselt vähem, lisaks on nende liikide elupaiganõudlused omavahel sarnasemad võrreldes suur-rabakiiliga, siis analüüsiiti suur-rabakiili sigimisveekogude omadusi eraldi ning teisi rabakiililiike analüüsiiti ühtse grupina.

Kasutades rabakiilide esinemise/mitteesinemise (1/0) andmeid, koostasın mitmetunnuselisel regressioonianalüüsil põhineva elupaigamudeli, vastavalt Hosmer ja Lemeshow (2000) kirjeldatud juhendile. Mudeli koostamisel analüüsiiti esmalt kõiki 29 mõõdetud tunnust ühekaupa (ühetunnuselist analüüsi kasutades), et leida liikide esinemise seisukohast olulised faktorid. Esimeses etapis määrasin p väärtuseks 0,15, et mitte kaotada tunnuseid, mis võiksid hiljem mõne teise faktoriga koosmõjus oluliseks osutuda. Analüüsi teises etapis kontrollisin oluliseks osutunud tunnuste omavahelisi korrelatsioone kasutades Spearmanni, Kruskal-Wallise ja χ^2 testi. Analüüsi teises ja kolmandas etapis kasutasin p väärtust 0,05. Seejärel koostasın erinevate oluliseks tulnud, kuid üksteisest sõltumatute faktorite põhjal mitmetunnuselise mudeli, kasutades üldistatud lineaarseid/mittelineaarseid mudeleid ning binoomjaotust. Haanja ja Otepää veekogudest leitud kiilivastsete arvukuse erinevuste leidmiseks kasutasid χ^2 testi.

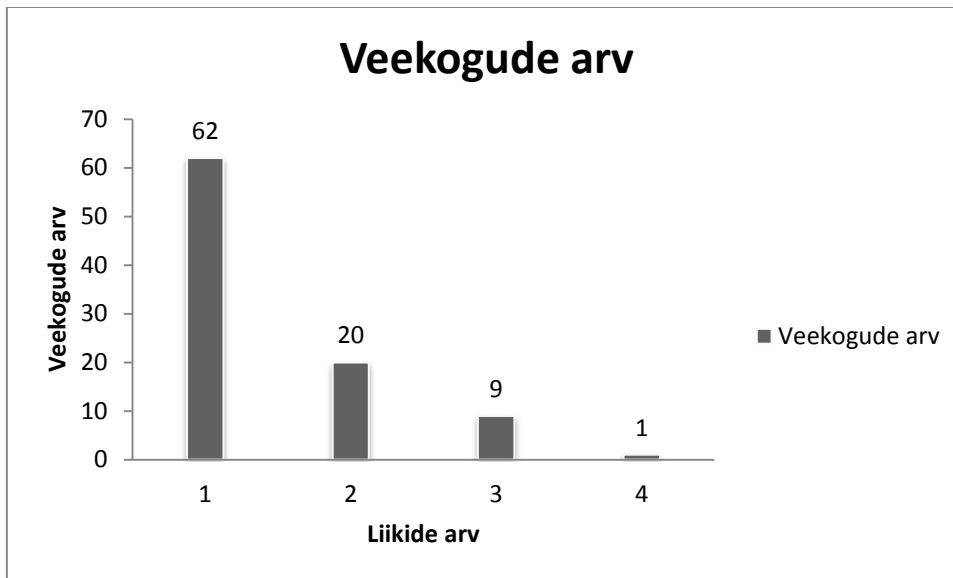
3. Tulemused

Uuring näitas, et rabakiilid kasutavad kahepaiksete sigimistingimuste parandamiseks taastatud ja rajatud väikeveekogusid sigimiseks. Üheksakümne kahest uuritud veekogust (Otepää MKA-l 43 ja Haanja MKA-l 49) leidis suur-rabakiili 18-s ja teisi rabakiile 19-s veekogus (tabel 2). Kokku leidsin erinevaid rabakiile 30-nest veekogust.

Tabel 2. Rabakiilide leiud liikide kaupa.

	Suur- rabakiil	Valgelaup- rabakiil	Väike- rabakiil	Punakas -rabakiil	Hännak -rabakiil
Püütud isendite üldarv	57	14	1	14	2
Veekogude arv, kust liiki leiti	18	9	1	11	2
Veekogud, kust liiki ei leitud	74	83	91	81	90

Otepää MKA-lt leidsin suur-rabakiili 11-st veekogust (26%) ja teisi rabakiile 13-st veekogust (30%). Haanja MKA-lt sain suur-rabakiili 7-st (14%) veekogust ja teisi rabakiile 6-st veekogust (12%). Liikide arvukust kirjeldab tabel 2. Harv polnud ka juhus, kus ühes veekogus leidis mitu rabakiili liiki (joonis 7). Veekogusid, kus leidis rohkem kui üks kiililiik oli Otepää MKA-l 8 ja Haanja MKA-l 2. Haanja taastatud/rajatud veekogudes leidsin rabakiilide vastseid kokku 10-s veekogus (20 %), Otepääl aga 19-s veekogus (44 %). Kahe ala peale kokku leidis kala kaheksas veekogus, millest ühes leidsin ka rabakiili vastseid. Otepää MKA-l oli rabakiili vastsetega veekogusid oluliselt rohkem kui Haanjas ($\chi^2 = 6,0$; $p = 0,014$). Samas oli Otepääl uuritud veekogude keskmine kaugus lähima järveni 1,42 km ning kahe järve omavaheline keskmine kaugus oli vähemalt 2,84 km. Haanjas oli uuritud veekogude keskmine kaugus lähima järveni 0,62 km ning kahe järve vaheline keskmine kaugus vähemalt 1,24 km.



Joonis 7. Veekogude jaotumine rabakiililiikide liigirikkuse kaupa.

Sigimisveekogude omadused, mis olid (ühetunnuselises analüüsis; $p=0,15$) suur-rabakiili jaoks olulised (kokku 6 tunnust) on toodud tabelis 3. Teiste rabakiilide jaoks osutusid oluliseks 9 tunnust, mis osaliselt erinesid suur-rabakiili elupaiga tunnustest (tabel 4). Omavahel korreleeruvad tunnused on toodud tabelis 5.

Kui veekogu kaugust metsani uuriti kategoorilise tunnusega (kaugusvahemikena 0-100 m; 101-200 m jne), selgus, et kuigi rabakiilid eelistavad veekogusid, mille lähedal asub mets, osutus metsa liigne lähedus veekogule (0-100 m) siiski negatiivseks. Selle tunnuse mõju oli sama nii suur-rabakiili kui teiste rabakiilide puhul. Sarnaselt eelmise tunnusega oli positiivse mõjuga vaid veealuse taimestiku kattuvus 1-10 %. Selles suurema kattuvuse või taimestiku puudumise korral oli mõju negatiivne.

Tabel 3. Vaadeldud tunnused ja nende seos Suur-rabakiilga esinemisega. Analüüsis oluliseks ($p \leq 0,15$) tulnud tunnused on rasvases trükis.

Tunnus	N	Tunnuse mõju	p
Kaugus lähima järveni	92	-	0,12
Veekogu pindala	92	+	0,56
Madala ala ulatus- kuni 30cm sügavuseni	89	+	0,62
Maksimum sügavus	87	-	0,68
Puhverala suurus	80	-	0,54
Keskmine kalda kallakus	91	-	0,4
Põhja setted: muda, savi, turvas, liiv	92	Turvas+	0,17
Vesi: vee värvus	91	Selge+	0,78
Niitmine /karjatamine	81	+	0,13
Vari veekogule langev vari	90	+	0,79
Maakate 50m raadiuses- okasmets	48	-	0,68
Maakate 50m- laialehine mets	44	+	0,85
Maakate 50m raadiuses- peenramaa	46	-	0,87
Maakate 50m raadiuses - lodu, luht	44	+	0,24
Kaugus lähima metsani	92	+	0,1
Veekogu taimestik >1m	92	+	0,68
Veekogu taimestik <1m	90	+	0,92
Veealune taimestik	83	-	0,005
Ujuv taimestik	90	+	0,92
Kala	92	-	0,14
Veekogu vanus	92	-	0,069
Piirkond: Otepää/Haanja	92	Otepää+	0,17

Tabel 4. Uuritud tunnused ja nende seos teiste rabakiilide esinemisega. Tunnused ($p \leq 0,15$) on rasvases trükis.

Tunnus	N	Tunnuse mõju	p
Kaugus lähima järveni	92	-	0,02
Veekogu pindala	92	+	0,82
Madala veeala ulatus (kuni 30cm)	89	-	0,29
Maksimaalne sügavus	87	+	0,12
Puhverala suurus	80	-	0,008
Keskmine kalda kalle	91	-	0,24
Põhja setted: muda, savi, turvas, liiv	92	Turvas+	0,37
Vesi: vee värvus	91	Selge+	0,28
Niitmine /karjatamine	81	-	0,91
Vari: veekogule langev vari	90	+	0,72
Maakate 50m raadiuses: okasmets	48	+	0,56
Maakate 50m raadiuses: laialehine mets	44	+	0,15
Maakate 50m raadiuses: peenramaa	46	-	0,83
Maakate 50m raadiuses: lodu, luht	44	-	0,28
Kaugus lähima metsani	92	+	0,06
Veekogu taimestik >1m	92	+	0,22
Veekogu taimestik <1m	83	+	0,23
Veealune taimestik	83	-	0,008
Ujuv taimestik	90	+	0,82
Kala	92	-	0,55
Veekogu vanus	92	-	0,42
Piirkond: Otepää/Haanja	92	Otepää+	0,03

Suur-rabakiili suhtes korreleerusid omavahel oluliseks tulnud ($p < 0,15$) parameetritest kaugus lähima järveni ja veealune taimestik ($p = 0,008$) ja kaugus lähima järveni ning veekogu põhjasete ($p = 0,022$). Teiste rabakiilide analüüsis oluliseks tulnud parameetrid korreleerusid omavahel rohkem (tabel 5).

Tabel 5. Korreleeruvad tunnused teiste rabakiilide analüüsis. Uuritud tunnuste, mille olulisus oli ühetunnuselises analüüsis $\leq 0,15$, omavahelised seosed. Tunnuste kirjeldus tabelis 1. Olulisusväärtused leitud Spearmani korrelatsiooniga (pidevatel väärtustel), χ^2 -testiga (kategoriliste tunnuste puhul) või Kruskal-Wallis-e ANOVA-ga (nende kahe kombinatsioonidel): * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$

Tunnus	Korreleeruv tunnus
Kaugus lähima järveni	Puhverala ***, maksimum sügavus**, veealune taimestik **, laialehine mets*
Maksimum sügavus	Puhverala***, veealune taimestik*, piirkond *
Puhverala	Veealune taimestik**
Veealune taimestik	Laialehine mets**, piirkond*
Piirkond	Laialehine mets***

Veekogude sobivust suur-rabakiili sigimispaijana kirjeldas kõige paremini kolmetunnuseline mudel: kaugus lähima metsani, veealune taimestik ja veekogu vanus (Tabel 6). Mudeli seletusvõime oli 81 %, seletades suur-rabakiili leidumise 96 % juhtudest ning 13 % liigi puudumise.

Teiste rabakiilide sigimisveekogusid kirjeldas samuti kolmetunnuseline mudel: puhverala laius (pigem oli soovitud väiksem puhverala), kaugus lähima metsani (optimaalne kaugus on umbes 100 m) ja veealune taimestik (kõige sobivam 1-10 % kattuvus) (Table 6). Mudeli seletusvõime oli 86 %, seletades rabakiilide esinemist 97 % veekogudest ning liikide puudumist 43 % veekogust.

Tabel 6. Rabakiilide mitmetunnuselised mudelid.

Rabakiil	Var1	Var2	Var3	df	-2Loglihd	L.ratio chi2	p
Suur- rabakiil	Kaugus lähima metsani (m)	Veealune taimestik	Veekogu vanus	3	63,15	15,28	0,002
Teised rabakiilid	Puhver keskmi ne	Kaugus lähima metsani (m)	Veealune taimestik	3	57,29	13,64	0,003

4. Arutelu

Minu magistritöö eesmärgiks oli välja selgitada, kas veekogusid, mis on rajatud kahepaiksete sigimistingimuste parandamiseks, asustavad ka rabakiilid ning milliste tunnustega veekogud on rabakiilide poolt eelistatud. Tulemused olid mõneti vastupidised oodatutele. Nagu selgus, kasutavad rabakiilid kahepaiksetele taastatud ja rajatud veekogusid, kuid mitte väga laialdaselt. Tegemist on kalavabade veekogudega, kus kiilivastsed saavad kiiresti areneda tänu veekogude kiirele soojenemisele (Flenner & Sahlen 2008). Sellele vaatamata leiti käsitletud veekogudest näiteks hännak-rabakiili, kes tänaste teadmiste põhjal asustab väikeseid veekogusid (Keller *et al* 2010; Martin 2013) vaid kahel korral, ja suur-rabakiili, kes kirjanduse põhjal peaks võimalusel vältima väikeseid inimtekkelisi veekogusid (Rannap *et al* 2011) oli nendes kõige arvukam. Samas on veekogusid taastatud näiteks Tšehhis endisel kaevandusalal, kuid seal ei olnud suur-rabakiil nii arvukas ning suure veetaseme kõikumise tõttu oli erinevate metsapopulatsioonide väljasuremine sage (Harabis & Donly 2012). Antud tulemust seletaks ka see, kui suur-rabakiil oleks lihtsalt kõige arvukam antud piirkonnas. Paraku sellised andmed puuduvad. Rabakiililiikide teadaolevat elupaiganõudlust arvestades (Martin 2013) võiks eeldada, et uuritud veekogudes leidub kõige enam valgelaup-rabakiili, ometi leidis seda liiki suur-rabakiilist oluliselt harvem. See võib-olla tingitud asjaolust, et valgelaup-rabakiilile sobivad sigimiseks paljud erinevad veekogud (Martin 2013). See ei pruugi näidata kahepaiksetele rajatud veekogude sobimatust antud liigile, vaid seda, et konkreetses maastikus on piisavalt sobivaid sigimisveekogusid või pole antud liik kuigi arvukas. Väike-ja punakas rabakiilide vähene leidumine on tõenäoliselt tingitud sellest, et nad eelistavad happelisemaid veekogusid (Mauersberger 2010; Martin 2013; Dijkstra & Lewington 2006). Teadmiste vajakajääk on ka näiteks väike-ja punakas-rabakiili puhul, kes praeguste teadmiste põhjal peaks eelistama täpselt samu elupaiku (Martin 2013; Dijkstra & Lewington 2006), kuid oma töö käigus leidsin punakas-rabakiili 11-st veekogust ja väike-rabakiili vaid ühest veekogust. Erinevus ei pruugi tuleneda puhtalt elupaigaeelistustest, vaid ka võimalikust liikide arvukuse erinevusest antud piirkonnas.

Kui suur-rabakiili leidis üllatavalt sagedasti siis hännak-rabakiili vastupidi. Kirjanduse põhjal (Keller *et al* 2010) tundusid rajatud/taastatud veekogud neile hästi sobivatena. Positiivseks

näiteks on Šveitsis, kus hännak-rabakiilile on veekogusid taastatud (Keller *et al* 2010). Oma välitööde käigus õnnestus teda leida vaid kahel korral. See võib tuleneda tema väikesest arvukusest või on tal sigimiseks piisavalt looduslikke veekogusid.

Maailmas tehtud kiiliuuringute kohaselt on väikeveekogude taastamine kiilide arvukuse tõstmiseks üldiselt hea meetod, sest paljud liigid elavad järvedes, tiikides ja laugastes (Kadoya *et al* 2004) ning asustavad uusi veekogusid küllaltki kiiresti (Flenner & Sahlen 2008). Tšehhis tehtud uuringu kohaselt on sekundaarsete veekogude miinuseks nende ebastabiilsus (Harabis & Donly 2012). Veekogude taastamisega on tegeletud ka Šveitsis. Eestis on uuritud suur-rabakiili elupaiganõudlusi (Rannap *et al* 2011), kuid teiste rabakiilide kohta mitte.

Otepää veekogudes leidis rabakiile enam kui Haanjas. Tõenäoliselt tuleneb see sellest, et Haanjas leidub rohkem looduslikke sigimisalasid (7% territooriumist; Evestus 2010) veekogude ja märgalade näol kui Otepää MKA-l (4%; Tanilsoo *et al* 2011) ning rabakiilidel pole seetõttu põhjust sekundaarseid elupaiku sigimiseks valida. Lisaks oli järvede (liigi eelistatud sigimispaik) omavaheline kaugus Otepääl enam kui kaks korda suurem kui Haanjas, mis on ilmselt tingitud suurematest põllumassiividest Otepää MKA-l. Seetõttu võisid maastikku rajatud väikeveekogud toimida Otepääl asurkondadevaheliste astmelaudadena, sest veekogude omavaheline kaugus mõjutab kogu piirkonna veekogude sidusust.

Üks põhjuseid, miks Otepää veekogudes oli rohkem rabakiilide vastseid, võib tuleneda ka nende veekogude väiksemast varjulisusest. Haanjasse rajatud veekogud olid keskmiselt varjulisemad ning kirjanduse põhjal (Flenner & Sahlen 2008; Rannap *et al* 2011) on alust arvata, et see alandab veekogu kvaliteeti rabakiilide sigimispaikadena. Otepääl asuvate veekogude puuduseks on sealne keskmine puhverala laius, mis on viis korda suurem kui Haanjas ning suurem puhverala on kiilidele ebasoodne. Puhveralaks oli sageli heinamaa, mis aga ei paku kiilidele sobivaid varjetingimusi kõrge temperatuuri ja kiskjate eest (Bried & Ervin 2006).

Rabakiililiike leidis erinevates veekogudes väga erineval määral. Kui väike-rabakiili leidsin vaid ühest, siis suur-rabakiili koguni 18-nest veekogust. Suur-rabakiili arvukas leidumine

väikestest inimtekkelistest veekogudest oli ootamatu, kuid näitab, et liik võib sigimispaiaks valida ka väiksemaid veekogusid, mitte üksnes suuri looduslikke veekogusid. Käesoleva uuringu põhjal võib öelda, et suur-rabakiil eelistab väikeveekogudest selliseid, mis on alla 7 aasta vanused, asuvad metsapiirist umbes 100 m kaugusel ja veekogu põhi peaks 1-10% ulatuses olema taimestikuga kaetud. Üldjoontes vastavad uuritud veekogud nendele tingimustele, välja arvatud veealune taimestik, mida oli sageli veekogus kiilide jaoks liiga palju. Vanemaid kui kuue aasta vanuseid veekogusid, suur-rabakiilid sigimiseks ei kasutanud. Ilmselt on see tingitud veekogude liigsest taimestumisest, kuna sellistes veekogudes ületas põhjataimestiku kattuvus rabakiili jaoks optimaalset 1-10 %. Seetõttu tuleks veekogusid iga 6 aasta tagant liigsest taimestikust puhastada, et need suur-rabakiilile sobivate sigimispaiadena püsiksid.

Enamasti lendavad kiilid hommikul veekogu äärde ja õhtul tagasi metsa varjule. Mets on kiilidele oluline varjupaik, seda nii erinevate ilmastiku tingimuste kui kiskjate eest varjumiseks (Bried & Ervin 2006). Veekogust liiga kaugel asuv mets ei ole rabakiilidele optimaalne, kuna pikendab lennuteed avamaastikul, kus ta on tõenäoliselt rohkem eksponeeritud kiskjatele.

Minu töö põhjal sobivad teistele rabakiilidele sigimiseks veekogu, mis on umbes 100 m kaugusel metsast, väikese puhveralaga ja 1-10% veealuse taimestiku kattuvusega. Rabakiilide vastseid võib sageli leida veealuse taimestiku vahel ning väiksem taimestiku kattuvus ei anna vastsetele piisavalt varjevõimalusi. Tingituna sellist, et kiilid kasutavad saagi püüdmiseks peamiselt nägemist (Rebora *et al* 2004), siis suurem taimestiku rohkus hakkab neil vaatevälja piirama. Sarnaselt suur-rabakiilile, eelistavad ka teised rabakiilid veekogusid, mida ei varjuta mets, kuid mis varjupaigana poleks siiski veekogust liiga kaugel. Puhverala negatiivne mõju toetab eelmiste tunnuste mõju. Antud töös käsitleti puhverala kui kultiveerimata ala, mis tähendab, et puhverala alla kuulus ka näiteks heinamaa, mis võib varjulise elemendi puudumise tõttu kiilidele hoopis negatiivselt mõjuda.

Kiilid ja kahepaiksed on elupaiga valikul mõneti sarnased. Nad vajavad nii kvaliteetset veekogu kui ka selle ümbruses olevat maismaa elupaika. Kvaliteetses kahepaiksete sigimisveekogus on madalas vees veealust taimestikku, kuid ilmselt rohkem kui kiilidele

optimaalses sigimisveekogus. Lisaks eelistavad kahepaiksed selgeveelisi ja neutraalse pH-ga (savine põhi) veekogusid, mida ümbritseb metsa ja avamaastiku mosaiik (Rannap *et al* 2009). Nõudlus veekogu ümbrusele ühtib kiilidel kahepaiksetega. Samas võivad kiilid elada väga erineva pH väärtustega veekogudes. Näiteks madala pH-ga veekogusid eelistavad väike- ja punakas-rabakiil (Rychła *et al* 2011).

Magistritöö põhjal võib öelda, et kuigi rabakiilid kasutavad kahepaiksete sigimistingimuste parandamiseks rajatud või taastatud väikeveekogusid sigimiseks, on nende kasutus erinevate liikide poolt väga erinev. Kuna uuritud veekogude valimis olid ainult kahepaiksetele rajatud/taastatud väikeveekogud, siis sain liikide elupaigaeelistusi uurida vaid antud veekogude varjeeruvuse piires. Vaatamata sellele annab töö olulist informatsiooni rabakiilide sigimisveekogude taastamisel ja rajamisel. Enne veekogu rajamist rabakiilidele tuleb esmalt hinnata kui palju on antud keskkonnas veekogusid, mida nad juba hetkel saaksid kasutada. Vastasel juhul ei pruugi rabakiilid rajatatavaid veekogusid kasutada. Rajamisel on kõige tähtsam veekogu paiknemine maastikul. Oluline, et veekogu asuks metsa läheduses, kuid samas mitte sellele väga lähedal (kaugus peaks olema 100 m). Veekogu koloniseerimist kiilide poolt hõlbustab ka lähedal asuv lättepopulatsioon. Puhverala ei tohi olla suurem kui antud liigi ööpäevaringse lennu raadius (Bried & Ervin 2006).

Edaspidi tuleks uurida, millisel määral rabakiilid inimtekkelisi väikeveekogusid kasutavad võrrelduna looduslike veekogudega. Antud tööst jäi selgusetu, mis veekogu setteid rabakiilid eelistavad, sest valimis olnud veekogudest oli valdav enamus savist põhjaga. Seda eelkõige Otepääl, kust leiti ka enim kiilivastseid.

Kokkuvõte

Rabakiilide perekonda kuulub 14-15 liiki (Hövmöller & Johansson 2004), kellest Euroopas on esindatud viis liiki (suur-rabakiil *Leucorrhinia pectoralis*, valgelaup-rabakiil *L. albifrons*, hännak-rabakiil *L. caudalis*, väike-rabakiil *L. dubia*, punakas-rabakiil *L. rubicunda*). Kõik need on levinud ka Eestis. Euroopa viiest rabakiililiigist kolm (suur-rabakiil, hännak-rabakiil ja valgelaup-rabakiil) kuuluvad Euroopa Ühenduse loodusdirektiivi IV lisa liikide hulka ning on Eestis kantud kaitsealuste liikide nimekirja (III kaitsekategooria). Nende liikide arvukuse vähenemise peamiseks põhjuseks on elupaikade (eelkõige märgalade) hävimine ja nende kvaliteedi langus.

Käesolevas töös uurisin, kas kahepaiksetele rajatud/taastatud veekogusid kasutavad sigimiseks ka rabakiilid. On oluline teada saada, milliseid väikeveekogusid rabakiilid eelistavad, sest andmed ohustatud rabakiilide elupaiganõudluste kohta on üsna puudulikud. Lisaks võimaldab see informatsioon edaspidi väikeveekogude taastamisel ja rajamisel arvestada ka rabakiilide elupaiganõudlusega.

Välitöid tegin 2012. ja 2013. aasta suvel Otepää ja Haanja maastikukaitsealal, kogudes andmeid veekogude ja nende ümbruse kohta. Kokku hindasin 29-t parameetrit 92 veekogus. Kiilivastseid püüdsin kahvameetodil.

Magistritöö põhjal võib öelda, et suur-rabakiil eelistab väikeveekogudest selliseid, mis on alla 7 aasta vanused, asuvad metsapiirist umbs 100 m kaugusel ja veekogu põhjas peaks olema 1-10% taimestikku. Üldjoontes vastasid uuritud veekogud nendele tingimustele. Erandiks oli veealune taimestik, mida oli sageli veekogus kiilide jaoks liiga palju.

Teistele rabakiilidele sobisid veekogud, mis on umbes 100 m kaugusel metsast, väikese puhveralaga ja 1-10% veealuse taimestiku kattuvusega. Sarnaselt suur-rabakiiliga, eelistavad ka teised rabakiilid veekogu, mida ei varjuta mets, kuid varjupaigana võiks see siiski lähedal olla.

Tehtud tööle toetudes saan öelda, et rabakiilid kasutavad kahepaiksetele rajatud/taastatud sigimisveekogusid, kuid sellest vaid kolmandikku. Rabakiilidele veekogu rajamisel tuleb eriti hoolikas olla sellele asukoha valikul maastikus.

Summary

The impact of waterbodies restoration to endangered dragonflies

All together there are 14-15 species of dragonflies in genus *Leucorrhinia* in the world, of whom in Europe is represented five species: yellow-spotted whiteface-*Leucorrhinia pectoralis*, dark whiteface- *L. albifrons*, lilypad whiteface- *L. caudalis*, small whiteface- *L. dubia*, ruby whiteface- *L. rubicunda*. All those species live also in Estonia. Three out of five (Yellow-spotted-, dark- and Lilypad Whitefaces) species are listed in the Annexes II and/or IV of the EU Habitats Directive and are included in III category of protected species in Estonia. The decline of these species is mainly caused by habitat, especially wetlands, loss and degradation.

The aim of this thesis is to evaluate whether small water bodies restored/established for amphibians are also suitable breeding sites for whitefaces. As little is known about the habitat requirements of whitefaces, it is important to know what type of waterbodies they prefer. This information also allows to take whitefaces preferences into account when restoring and establishing waterbodies.

Fieldwork was carried out in the summers of 2012 and 2013 in Otepää and Haanja landscape protected areas. Data was gathered from 92 waterbodies and their surroundings. Total of 29 parameters was evaluated. Dragonfly larvae was gathered by dip netting.

From studied waterbodies yellow-spotted whitefaces prefers those, which were established not more than six years ago, located about 100 meters from the forest edge and had 1-10% underwater vegetation. In general studied waterbodies met those requirements. An exception was underwater vegetation– studied waterbodies often included vegetation over the needs of the yellow-spotted whitefaces.

Other whitefaces preferred waterbodies located also about 100 meters from the forest edge, were surrounded by narrow buffer-zone and had 1-10% underwater vegetation. Similar to Yellow-spotted whitefaces other whitefaces also prefer waterbodies not shadowed by forest. Though, whitefaces do need forest as a shelter to be near.

This work shows that whitefaces use waterbodies restored/established for amphibians, but only one third of them. While establishing waterbodies to whitefaces location on landscape must be carefully considered.

Tänuavaldus

Tänan eelkõige oma juhendajat, Riinu Rannapit, kannatlikkuse ja abi eest. Maris Markust ja Roland Tischlerit tänan välitööga seonduva tehnilise abi eest ja suured tänud Lars Iversenile vastsete määramisel ning kõigile, kes olid välitöödel abiks.

Kasutatud kirjadus

- Amico, F.D., Darblade, S., Avignon, S., Blanc-Manel, S. ja Ormerod, S.J. 2004.** Odonates as Indicators of Shallow Lake Restoration by Liming: Comparing Adult and Larval Responses. *Restoration Ecology*. Vol. 12: 439–446.
- Balmford, A., A. Bruner, P. Cooper, R. Costanza, S. Farber, R.E. Green, M. Jenkins, P. Jefferiss, V. Jessamy, J. Madden, K. Munro, N. Myers, S. Naeem, J. Paavola, M. Rayment, S. Rosendo, J. Roughgarden, K. Trumper & R. K. Turner. 2002.** Economic reasons for conserving wild nature. *Science*. Vol.297: 950–953.
- Biggs, P. W., Whitfield, M., Nicolet P. ja Weatherby, A. 2005.** 15 years of pond assessment in Britain: results and lessons learned from the work of Pond Conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. Vol. 15: 693–714.
- Biox, D., Biggs, J., Cereghino, R., Hull, A. P., Halettka, T. Ja Oertli, B. 2012.** Pond reasearch and management in Europe: Small is beatiful. *Hydroboilooogia*. Vol. 689:1-9.
- Bried, J. T. ja Gary N. Ervin, G.N. 2006.** Abundance patterns of dragonflies along a wetland buffer. *Wetlands*. Vol. 26: 878-883.
- Brooks, S. 1998.** Pond management for dragonflies. Pond conference 1998.
- Brönmark, C. ja Hansson, L.A. 2002.** Environmental issues in lakes and ponds: current state and perspectives. *Environmental Conservation*. Vol. 29: 290–307.
- Chin, K. S., And Taylor, P. D. 2009.** Interactive effects of distance and matrix on the movements of a peatland dragonfly. *Ecography*. Vol. 32: 715-722.
- Dijkstra, K.-D., Lewington, R. 2006.** Fieldguide for identifying dragonflies of Great Britain and Europe. British Wildlife Publishing.
- Dudgeon, D., A.H. Arthington, M.O. Gessner, Z.-I. Kawabata, D.J. Knowler, C. Leveque, R.J. Naiman, A.-H. Prieur-Richard, D. Soto, M.L.J. Stiassny & C.A.**

- Sullivan. 2006.** Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*. Vol. 81: 163–182.
- Evestus, T. 2010.** Otepää looduspargi kaitsekorraldukava.
- Flenner, I., ja Sahlen, G. 2008.** Dragonfly community re-organisation in boreal forest lakes: rapid species turnover driven by climate change? *Insect Conservation and Diversity*. Vol. 1: 169-179.
- Harabis, F., Tichanek, F., ja Tropek, R. 2013.** Dragonflies of freshwater pools in lignite spoil heaps: Restoration management, habitat structure and conservation value. *Ecological Engineering*. Vol. 55: 52-61.
- Harabis, F. Ja Donly, A. 2012.** Human altered ecosystems: suitable habitats as well as ecological traps for dragonflies (Odonata): the matter of scale. *Journal of Insect Conservation*. Vol. 16: 121-130.
- Hardensen, S. 2008.** Dragonfly (Odonata) communities at three lotic sites with different hydrological characteristics. *Italian Journal of Zoology*. Vol. 75: 271-283.
- Hoffmann, T., A., ja Mason, C. F. 2005.** Habitat characteristics and the distribution of Odonata in a lowland river catchment in eastern England. *Hydrobiologia*. Vol. 539: 137-147.
- Hosmer, D. W. & Lemeshow, S. 2000.** Applied logistic regression, 2nd edn, Wiley-Interscience Publication, New York.
- Hovmöller, R. ja Johansson, F. 2004.** A phylogenetic perspective on larval spine morphology in Leucorrhinia (Odonata: Libellulidae) based on ITS1, 5.8S, and ITS2 rDNA sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution*. Vol. 30: 653–662.
- Hull, A. 1997.** The Pond Life Project: a model of conservation and sustainability. In Boothby, J. (ed.), *British Pond Landscape, Proceedings of the UK Conference of the Pond Life Project*. Liverpool: pp. 101–109.

- Johansson, F. ja Suhling, F. 2004.** Behavior and growth of dragonfly along a permanent to temporary water gradient. *Ecological Entomology*. Vol. 29: 196-202.
- Kadoya, T., Suda, S., Nishirio, j., ja Washitani, I. 2008.** Procedure for predicting the trajectory of species recovery based on the nested species pool information: Dragonflies in a wetland restoration site as a case study. *Restoration ecology*. Vol. 16: 397-406.
- Katoya, T., Suda, S., ja Cashitani, I. 2004.** Dragonfly species richness on man-made ponds: effect of pond size and pond age on newly established assemblages. *Ecological Research*. Vol. 19: 461-467.
- Keller, D., Brodbeck, S., Flöss, I., Vonwil, G., ja Holderegger, R. 2010.** Ecological and genetic measurements of dispersal in a threatened dragonfly. *Biological Conservation*. Vol. 143: 2658-2663.
- Korkenmäki, W., ja Suhonen, J. 2002.** Distribution and habitat specialization of species affect local extinction in dragonfly Odonata population, *Ecography*. Vol. 25: 459-465.
- Marin, M. 2013.** Eesti kiilide määrja. Tallinn.
- Mauersberger, R. 2010.** *Leucorrhinia pectoralis* can coexist with fish (Odonata: Libellulidae). *International Journal of Odonatology*. Vol. 13: 193-204 .
- Nilsson, A. N. 1997.** Aquatic insects of North Europe: a taxonomic handbook, vol 1. Apollo books.
- Rannap, R. Lõhmus, A., ja Briggs, L. 2009.** Restoring ponds for amphibians: a success story. – *Hydrobiologia*. Vol. 634: 87–95.
- Rannap, R., Kaart, T., Briggs, L., ja Vries, W., D. 2011.** Habitat requirements of *Pelobates fuscus* and *Leucorrhinia pectoralis*.

- Rebora, M., Iersanti, S. P. ja Gaino, E. 2004.** Visual and mechanical cues used for prey detection by the larva of *Libellula depressa* (Odonata Libellulidae). *Ethology Ecology & Evolution*. Vol. 16: 133-144.
- Remm, E. 1963.** Eesti kiilivastsete määraja. Eesti NSV teaduste akadeemia.
- Roush, S. A. ja Amon, J. P. 2003.** Repopulation of restored wetland habitat by Odonata (Dragonflies and Damselflies). *Ecological Restoration*. Vol. 21: 174-179.
- Rychla, A., Benndorf, J. ja Buczynski, P. 2011.** Impact of pH and conductivity on species richness and community structure of dragonflies (Odonata) in small mining lakes. *Fundamental and Applied Limnology*. Vol. 179: 41-50.
- Sahlen, G., Bernard, R., Cordero, R., Ketelaar, R., ja Suhling, F. 2004.** Critical species of Odonata in Europe. *International Journal of Odonatology*. Vol. 7: 385-398.
- Schindler, M., Fesl, C., ja Chovanec, A. 2003.** Dragonfly associations (Insecta: Odonata) in relation to habitat variables: a multivariate approach. *Hydrobiologia*. Vol. 497: 169-180.
- Semlitsch, R.D. 2002.** Critical elements for biologically based recovery plans of aquatic-breeding amphibians. *Conserv. Biol*. Vol. 16: 619–629.
- Suh, A. N., ja Samways, M. J. 2005.** Significance of temporal changes when designing a reservoir for conservation of dragonfly diversity. *Biodiversity and Conservation*. Vol. 14: 165-178.
- Tanilsoo, J. 2011.** Haanja looduspargi kaitsekorraldukava.
- Wildermuth, H. 2012.** Habitat requirements of *Ortherum coerulescens* and management of a secondary habitat in highly man-modified landscape (Odonata: Libellulidae). *International Journal of Odonatology*. Vol. 11: 261-276.

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina _____Timo Torp_____,
(*autori nimi*)

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose

Väikeveekogude taastamise mõju ohustatud kiililiikidele

_____,
(*lõputöö pealkiri*)

mille juhendaja on _____Riinu Rannap_____,
(*juhendaja nimi*)

1.1. reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;

1.2. üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.

2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, **26.05.2014**